

Comissão 3.5 - Poluição, remediação do solo e recuperação de áreas degradadas

MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO DE RESÍDUOS APLICADOS AO SOLO EM CAMPO⁽¹⁾

José Roberto de Paula⁽²⁾, Antonio Teixeira de Matos⁽³⁾, Mateus Pimentel de Matos⁽⁴⁾,
Magno dos Santos Pereira⁽⁵⁾ & Cristiano Alberto de Andrade⁽⁶⁾

RESUMO

A definição das doses de aplicação de resíduos orgânicos de origens agrícola, urbana ou industrial, com vistas a seu aproveitamento agrícola, deve estar fundamentada na taxa de sua mineralização no solo. Neste trabalho, os objetivos foram utilizar e analisar diferentes métodos de estimativa das frações mineralizadas dos esterco de bovinos, suínos e galinhas, bem como do lodo de esgoto e do composto de lixo urbano, em campo, quando incorporados ou dispostos sobre um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd). O experimento foi conduzido por um período de 360 dias, sendo feita coleta mensal de amostras do solo/resíduo, em que foram quantificadas as concentrações de carbono facilmente oxidável (CO_{fo}), o nitrogênio total, o amônio e o nitrato, possibilitando a estimativa do nitrogênio orgânico (NO). Verificou-se que estimativas das frações mineralizadas em resíduos dispostos superficialmente estão mais sujeitas a erros que as incorporadas, em razão das diferentes proporções resíduo/solo coletadas durante o período de monitoramento. Recomendou-se a obtenção das frações mineralizadas a partir de dados de concentração de CO_{fo} no solo/resíduo, tendo em vista que as de N_{inorg} e, consequentemente, de NO estão sujeitas à forte influência da ocorrência de chuvas, gerando valores pouco confiáveis. As frações mineralizadas de CO_{fo} e NO estimadas, considerando-se as adições de material orgânico ($CO_{fo(adic)}$ ou $NO_{(adic)}$), foram, após 120 dias de incubação do resíduo, superiores a 89,3 %, sejam nos resíduos incorporados ou dispostos superficialmente.

Termos para indexação: taxa de decomposição, matéria orgânica, degradação.

⁽¹⁾ Trabalho extraído da Tese de Doutorado do primeiro autor. Recebido para publicação em 11 de julho de 2012 e aprovado em 30 de agosto de 2013.

⁽²⁾ Professor, Instituto Federal de Minas Gerais - Campus São João Evangelista. Caixa Postal 01. CEP 39705-000 São João Evangelista (MG). E-mail: jose.paula@ifmg.edu.br

⁽³⁾ Professor, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa - DEA/UFV. Av. P. H. Rolfs, s/n. CEP 36570-000 Viçosa (MG). E-mail: atmatos@ufv.br

⁽⁴⁾ Doutorando, Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Antônio Carlos, 6627. CEP 31270-901 Belo Horizonte (MG). E-mail: mateus.matos@ufv.br

⁽⁵⁾ Mestrando, DEA/UFV. E-mail: magno.pereira@ufv.br

⁽⁶⁾ Pesquisador, Embrapa Meio Ambiente. Caixa Postal 69. CEP 13820-000 Jaguariúna (SP). E-mail: cristiano@cnpma.embrapa.br

SUMMARY: CARBON AND NITROGEN MINERALIZATION OF WASTES APPLIED TO SOIL UNDER FIELD CONDITIONS

The definition of application rates of organic waste from agricultural, urban or industrial sources, with a view to agricultural re-use must be based on the soil mineralization rate. The objective of this study was to test different estimation methods of mineralized fractions of cattle, pig and poultry manure, as well as of sewage sludge and municipal solid waste compost, under field conditions, incorporated or applied to the surface of a Red-Yellow Latosol (LVAd). The experiment was conducted for 360 days and soil/residues were monthly sampled for analysis of readily oxidisable organic carbon (OC_{ro}), total N, ammonium and nitrate concentrations, allowing the estimation of organic N (ON). The estimates of mineralized fractions of surface-applied residues were more biased than of incorporated wastes, as shown by different soil/residue proportions collected during the monitoring period. It is recommended to calculate the mineralized fractions using OC_{ro} data of the soil/residues, because the inorganic N and therefore ON is strongly influenced by rainfall, resulting in unreliable values. After 120 days of residue incubation, the mineralized fractions of OC_{ro} and NO, estimated based on the applied organic material (OC_{ro} or ON), were over 89.3 %, for incorporated and surface-applied wastes.

Index terms: decomposition rate, organic matter, degradation.

INTRODUÇÃO

Dentre os resíduos orgânicos comumente aproveitados na agricultura estão os esterco de animais, algumas palhas, tortas de filtro e de mamona, restos orgânicos de lixo doméstico e lodo de esgoto, que podem ser utilizados isoladamente ou na forma de compostos orgânicos (Abreu Júnior et al., 2005; Pires & Mattiazzo, 2008).

O aproveitamento agrícola desses resíduos é alternativa econômica e ambientalmente viável, quando as doses de aplicação estiverem adequadas para atendimento das necessidades das culturas, sem que haja disponibilização acima da sua capacidade em absorver nutrientes. Sabe-se que a disponibilização de N no solo, em quantidades que suplantem as necessidades da cultura é, por exemplo, importante fator de poluição, tendo em vista os sérios riscos de contaminação de águas subterrâneas com nitrato e outros íons, o que poderá provocar seu acúmulo no meio, conduzindo a processos de salinização de solo ou águas subterrâneas e, ou, intoxicação de plantas (Matos, 2010). Além disso, por meio do processo de desnitrificação, o N pode ser emanado para a atmosfera, trazendo problemas econômicos e ambientais, caso haja disposição inadequada de resíduos ricos nesse elemento químico (Dias, 2005).

A fração mineralizada do resíduo orgânico é importante variável na definição das doses a serem aplicadas ao solo, minimizando-se o risco de disponibilização, em excesso, de macro/micronutrientes no solo (Paula, 2012). A obtenção dessa é, entretanto, complexa e influenciada por grande número de fatores que interferem na dinâmica do C e N no solo, como condições edafoclimáticas, características do resíduo e forma como ele é disposto no solo.

A estimativa da fração mineralizada de resíduos orgânicos em determinado período de tempo tem sido

obtida por cálculos envolvendo dados gerados em laboratório, sob condições controladas de temperatura e conteúdo de água no solo, baseando-se na relação entre C orgânico mineralizado em relação ao adicionado ou potencialmente mineralizável. Nesses cálculos, podem ser utilizados dados brutos ou aqueles obtidos após o ajuste de modelos matemáticos (Boeira et al., 2002; Vanegas Chacón, 2006; Barros et al., 2010; Boeira et al., 2011).

Segundo Pereira (2003), a relação entre as variáveis envolvidas no processo de decomposição da matéria orgânica é, geralmente, descrita por modelos não lineares, destacando-se os modelos exponenciais. A degradação de material orgânico tem sido descrita por modelos matemáticos que pressupõem que a taxa de mineralização do C e N orgânicos sejam proporcionais à quantidade de substrato mineralizável presente. Assim, a dinâmica na mineralização da matéria orgânica de resíduos aplicados em solos tem sido expressa, matematicamente, por uma equação de cinética de reação de primeira ordem (Stanford & Smith, 1972; Matos et al., 1998; Febrer et al., 2002).

Os parâmetros obtidos com o ajuste dos modelos de decomposição do material orgânico seguindo a cinética de reação de primeira ordem são o potencial de mineralização e o coeficiente de mineralização, que são úteis nos cálculos das doses de resíduos orgânicos a serem aplicadas no solo para o atendimento das necessidades das culturas (Boeira et al., 2002), com mínimo risco de impacto ambiental.

Existe carência de informações sobre a taxa de mineralização de resíduos orgânicos quando aplicados no solo, em campo, notadamente no que se referem às condições edafoclimáticas brasileiras. Dessa forma, estudos relacionados ao assunto assumem grande importância, visando-se estabelecer critérios e práticas tecnicamente adequados para se resguardar, além do atendimento das necessidades nutricionais das

culturas, da qualidade do solo e dos mananciais de água superficial e subterrânea, em áreas de disposição final desses resíduos.

Diante do exposto, realizou-se este trabalho com os objetivos de utilizar e analisar diferentes métodos de estimativa das frações mineralizadas dos esterco de bovinos, suínos e galinhas poedeiras, bem como do lodo de esgoto e do composto de lixo urbano, em campo, quando incorporados ou dispostos sobre um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico LVAd.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em campo, em LVAd (Santos et al., 2006), no Setor do Viveiro de Produção de Mudas do Instituto Federal de Minas Gerais, em São João Evangelista, Minas Gerais (IFMG - SJE), com latitude $-18^{\circ} 32' 52''$, longitude $-42^{\circ} 45' 48''$, altitude de 690 m e clima tropical, caracterizado por apresentar estação seca bem definida e, de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, Aw.

Os esterco de bovinos (gado de leite) (EB), galinhas poedeiras (EG) e suínos (ES) foram coletados nos setores de produção do IFMG - SJE; o lodo de esgoto digerido anaerobicamente (LE) foi obtido na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Ipatinga, Minas Gerais, onde o tratamento do esgoto ocorre em reatores anaeróbios de fluxo ascendente; e o composto de lixo urbano (CL) foi proveniente da área de produção da Central de Resíduos do Vale do Aço, do mesmo município. No que se refere, especificamente, ao EG, torna-se importante ressaltar que o material foi constituído por uma mistura de solo e dejetos, prática corriqueira no manejo do dejetos gerado no galpão de criação de galinhas poedeiras.

A caracterização dos resíduos envolveu a quantificação das concentrações de C orgânico facilmente oxidável (CO_{fo}), de N total (N_T), P, Ca, Mg e K, além da determinação dos sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT), sólidos voláteis totais (SVT) e teor de água (Quadro 1). O CO_{fo} foi determinado por meio de oxidação com dicromato de potássio em meio ácido, enquanto o teor de N_T foi obtido após digestão da amostra com ácido sulfúrico, ambos seguindo-se método descrito em Matos (2012). Os teores de Ca e Mg foram determinados por KCl 1 mol L^{-1} e os de P e K, por Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L^{-1} + H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1}) (Ribeiro et al., 1999). As determinações de ST, SFT e SVT foram realizadas seguindo-se o método gravimétrico apresentado na norma ABNT/NBR 10664 (ABNT, 1989), e o teor de água foi determinado pelo método-padrão (Embrapa, 1997).

Para caracterização do LVAd utilizado no experimento, foram realizadas determinações de P e K extraídos com Mehlich-1 e de Ca, Mg e Al, com KCl 1 mol L^{-1} (Ribeiro et al., 1999). O CO_{fo} foi determinado,

utilizando-se o método Walkey-Black, ou seja, por meio de oxidação com dicromato de potássio em meio ácido, conforme descrito em Matos (2012). O solo apresentou os seguintes atributos: pH (H_2O) de 5,7; 2,3 mg dm^{-3} de P; 50 mg dm^{-3} de K; 2,4 cmol_c dm^{-3} de Ca^{2+} ; 0,9 cmol_c dm^{-3} de Mg^{2+} ; 0,1 cmol_c dm^{-3} de Al^{3+} ; 3,5 cmol_c dm^{-3} de H+Al; soma de bases trocáveis (SB) de 3,4 cmol_c dm^{-3} ; capacidade de troca catiônica (CTC potencial a pH 7) de 7,0 cmol_c dm^{-3} ; saturação por bases (V) de 49 %; e CO_{fo} de 1,95 dag kg^{-1} .

Na área experimental, em local de plena exposição ao sol e cercado, foram feitos buracos no solo para introdução dos vasos (0,30 m de altura, 0,25 m de diâmetro superior e 0,20 m de diâmetro inferior), que constituíram as parcelas experimentais. Os vasos, perfurados com 70 orifícios de 0,01 m de diâmetro médio, no fundo e nas paredes laterais, foram preenchidos com 11,7 dm^3 do próprio solo removido. O objetivo da perfuração dos vasos foi possibilitar contato do solo contido no interior do vaso com o circunvizinho, sem haver restrição ao movimento de solutos entre os dois meios. Todos os vasos foram enterrados de forma que a parte superior deles ficasse rente à superfície do solo.

Nesses vasos, foram utilizadas como forma de aplicação dos resíduos: com incorporação a todo o solo ou disposto sobre a superfície do solo contido nos vasos. Na incorporação dos resíduos orgânicos, esses foram misturados homogêneoamente ao solo contido nos vasos. Na aplicação superficial, os resíduos orgânicos foram dispostos na superfície do solo acondicionado nos vasos, não sendo feita qualquer incorporação. A dose aplicada de resíduos orgânicos ao solo foi equivalente a 333 $kg ha^{-1}$ de N total (1,95 g/vaso de N total), dose na faixa de recomendação para a manutenção de pastagens cultivadas em sistemas de alto nível tecnológico (Ribeiro et al., 1999). Para obter-se essa dose de N total, foram aplicadas as seguintes doses de resíduos: 22,1 $Mg ha^{-1}$ (129,1 g/vaso) de EB; 31,7 $Mg ha^{-1}$ (185,7 g/vaso) de CL; 28,2 $Mg ha^{-1}$ (165,3 g/vaso) de EG; 9,7 $Mg ha^{-1}$ (56,7 g/vaso) de LE; e 14,1 $Mg ha^{-1}$ (82,3 g/vaso) de ES. As quantidades equivalentes aplicadas por área foram calculadas, considerando-se 2.000.000 kg de solo por hectare (massa de solo em 10.000 m^2 , para a camada 0-0,2 m de profundidade e com densidade do solo de 1,0 $kg dm^{-3}$). A dose aplicada ao solo de CO_{fo} em cada tratamento foi calculada, multiplicando-se a massa do resíduo aplicada pela concentração de CO_{fo} no resíduo.

O experimento foi realizado por período de 360 dias, de dezembro de 2010 a novembro de 2011. Durante esse tempo, foram coletadas, mensalmente, amostras com aproximadamente 0,08 dm^3 das misturas de solo e resíduos, obtidas de três pontos aleatórios nos vasos, para quantificação dos teores de CO_{fo} e N total (Matos, 2012), e dos teores de nitrato e de amônio, de acordo com Mendonça & Matos (2005). A concentração de NO foi obtida descontando a concentração das formas minerais ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3$) do valor de N total, determinadas mensalmente.

Quadro 1. Características químicas e físico-químicas dos resíduos orgânicos testados

| Característica ⁽²⁾ | Resíduo orgânico ⁽¹⁾ | | | | |
|---|---------------------------------|---------|---------|--------|---------|
| | EB | CL | EG | LE | ES |
| pH (H ₂ O) | 9,32 | 8,10 | 9,24 | 6,49 | 8,52 |
| CO _{fo} (dag kg ⁻¹) | 24,74 | 30,56 | 5,82 | 39,29 | 23,28 |
| COT (dag kg ⁻¹) | 32,13 | 39,69 | 7,56 | 51,03 | 30,23 |
| N _T (dag kg ⁻¹) | 1,51 | 1,05 | 1,18 | 3,44 | 2,37 |
| C/N | 21,28 | 37,80 | 6,41 | 14,83 | 12,76 |
| P (mg dm ⁻³) | 164,90 | 151,40 | 881,80 | 84,10 | 1170,10 |
| K (mg dm ⁻³) | 5100,00 | 3450,00 | 1300,00 | 500,00 | 5250,00 |
| Ca (cmol _c dm ⁻³) | 2,70 | 11,70 | 0,90 | 21,00 | 5,10 |
| Mg (cmol _c dm ⁻³) | 1,20 | 4,20 | 0,50 | 3,10 | 3,30 |
| CTC _{pH 7} (cmol _c dm ⁻³) | 17,59 | 25,54 | 5,31 | 27,53 | 22,57 |
| CTC/COT | 0,55 | 0,64 | 0,70 | 0,54 | 0,75 |
| ST (g kg ⁻¹) | 902,30 | 760,20 | 913,60 | 898,40 | 860,50 |
| SFT (g kg ⁻¹) | 379,60 | 674,80 | 800,70 | 518,20 | 351,80 |
| SVT (g kg ⁻¹) | 620,40 | 325,30 | 199,30 | 481,80 | 648,20 |
| Teor de água (dag kg ⁻¹) | 9,80 | 24,00 | 8,60 | 10,20 | 14,00 |

⁽¹⁾ EB: esterco de bovinos; CL: composto de lixo urbano; EG: esterco de galinhas poedeiras; LE: lodo de esgoto; e ES: esterco de suínos. ⁽²⁾ CO_{fo} - Carbono orgânico facilmente oxidável; COT: carbono orgânico total = CO_{fo}/0,77; N_T: nitrogênio total; C/N: relação COT/N_T; ST: sólidos totais; SFT: sólidos fixos totais, relativos à matéria seca; e SVT: sólidos voláteis totais, relativos à matéria seca.

A coleta mensal das amostras nos tratamentos com incorporação dos resíduos orgânicos foi realizada, utilizando-se uma sonda com comprimento de 0,4 m, suficiente para atingir o fundo dos vasos. Nos tratamentos que receberam aplicação superficial dos resíduos, a amostragem foi feita com uso de uma colher, com coleta efetuada na profundidade de 0-0,02 m, tendo em vista que o objetivo era a coleta de resíduos em decomposição, que foram aplicados na superfície do solo.

O delineamento experimental adotado foi o de blocos completos casualizados, com quatro repetições, em esquema fatorial 5 x 2, cinco resíduos orgânicos e duas formas de aplicação (incorporação ou disposição sobre a superfície do solo contido nos vasos), com parcelas subdivididas no tempo. As variáveis foram avaliadas com aplicação do teste de normalidade e, posteriormente, ajustaram-se equações de regressão (modelo exponencial de cinética de primeira ordem) aos dados. Para controle experimental, foi incluído um tratamento-controle (solo controle), em que o solo, igualmente acondicionado em vasos, não recebeu a aplicação de qualquer resíduo orgânico.

Dados climáticos mensais (precipitação pluvial, temperatura e umidade relativa do ar) coletados durante todo o período experimental na Estação Lagoa Grande da empresa Celulose Nipo-Brasileira (Cenibra), situada a 30 km, no município de Guanhães, MG, com latitude -18° 46' 16", longitude -42° 55' 55" e altitude de 744 m, estão apresentados no quadro 2 e foram utilizados como informações auxiliares para a discussão dos resultados.

Os teores de CO_{fo}, NO e N_{inorg}, obtidos durante o período de decomposição de 360 dias, foram utilizados diretamente para obtenção das frações mineralizadas observadas (FmCO_{fo(Ob)}):

$$FmCO_{fo(Ob)} = 100 * [(CO_{fo(Trat)in} - CO_{fo(Cont)in}) - (CO_{fo(Trat)fin} - CO_{fo(Cont)fin})] / (CO_{fo(Trat)in} - CO_{fo(Cont)in}) \quad (1)$$

em que:

CO_{fo(Trat)in} e CO_{fo(Trat)fin} = C orgânico facilmente oxidável no solo/resíduo, respectivamente no início e final do período de incubação da amostra (dag kg⁻¹);

CO_{fo(Cont)in} e CO_{fo(Cont)fin} = C orgânico facilmente oxidável no solo, respectivamente no início e final do período de incubação da amostra (dag kg⁻¹).

No que se refere ao N orgânico:

$$FmNO_{(Ob)} = 100 * [(NO_{(Trat)in} - NO_{(Cont)in}) - (NO_{(Trat)fin} - NO_{(Cont)fin})] / (NO_{(Trat)in} - NO_{(Cont)in}) \quad (2)$$

em que:

NO_{(Trat)in} e NO_{(Trat)fin} = N orgânico no solo/resíduo, respectivamente no início e final do período de incubação da amostra (dag kg⁻¹);

NO_{(Cont)in} e NO_{(Cont)fin} = N orgânico no solo, respectivamente no início e final do período de incubação da amostra (dag kg⁻¹).

No que se refere ao N inorgânico, obtém-se a fração de disponibilização (FdN_{inorg(Ob)}) pela equação:

$$FdN_{inorg(Ob)} = 100 * [(N_{inorg(Trat)fin} - N_{inorg(Cont)fin}) - (N_{inorg(Trat)in} - N_{inorg(Cont)in})] / (NO_{(adic)}) \quad (3)$$

em que:

Quadro 2. Dados climáticos (Pp - precipitação pluvial; T - temperatura média, máxima e mínima; UR - umidade relativa) obtidos durante o período de condução do experimento

| Mês/Ano | Pp | Tmédia | Tmáx | Tmín | UR |
|----------|--------|--------|-------|-------|-------|
| | mm | °C | | | % |
| Dez/2010 | 260,10 | 22,71 | 27,30 | 19,46 | 80,41 |
| Jan/2011 | 53,34 | 22,25 | 26,36 | 19,01 | 78,88 |
| Fev/2011 | 39,37 | 23,03 | 22,71 | 19,20 | 72,32 |
| Mar/2011 | 205,73 | 21,76 | 22,25 | 19,25 | 84,53 |
| Abr/2011 | 97,02 | 20,76 | 23,03 | 18,07 | 84,63 |
| Mai/2011 | 1,27 | 19,14 | 21,76 | 16,29 | 77,54 |
| Jun/2011 | 1,02 | 18,91 | 20,76 | 15,70 | 74,83 |
| Jul/2011 | 2,29 | 18,13 | 19,14 | 14,55 | 74,18 |
| Ago/2011 | 0,76 | 19,21 | 18,91 | 14,97 | 70,76 |
| Set/2011 | 3,81 | 17,84 | 18,13 | 13,23 | 63,72 |
| Out/2011 | 231,91 | 18,14 | 19,21 | 14,84 | 82,63 |
| Nov/2011 | 197,61 | 17,68 | 17,84 | 14,81 | 85,44 |

$N_{inorg(Trat)fin}$ e $N_{inorg(Trat)in}$ = N inorgânico no solo/resíduo, respectivamente no início e final do período de incubação da amostra ($mg\ kg^{-1}$);

$N_{inorg(Cont)fin}$ e $N_{inorg(Cont)in}$ = N inorgânico no solo, respectivamente no início e final do período de incubação da amostra ($mg\ kg^{-1}$);

$NO_{(adic)}$ = N orgânico adicionado no solo, via resíduo ($mg\ kg^{-1}$).

O teor de $NO_{(adic)}$ foi calculada tomando-se por base o NO contido nos resíduos; estimou-se considerando que, nos resíduos, o NO corresponderia, em relação aos teores de N total, os mesmos percentuais dos sólidos voláteis em relação aos sólidos totais.

Os teores de C orgânico e N orgânico mineralizados e acumulados em determinado tempo, respectivamente $CO_{fo(min)}$ e $NO_{(min)}$, foram obtidas pelas diferenças entre os teores atuais e os quantificadas na data imediatamente posterior, substituindo-se os valores negativos por “zero” e, posteriormente, somadas as diferenças positivas. No caso do teor de N inorgânico disponibilizado no solo ($N_{inorg(dis)}$), as diferenças eram obtidas entre o teor atual e o imediatamente anterior, seguindo-se, posteriormente, idêntico método descrito para obtenção de $CO_{fo(min)}$ e $NO_{(min)}$.

Após a realização de testes de normalidade, equações de regressão derivadas do modelo exponencial simples da cinética química de primeira ordem (equações 4, 5 e 6) foram utilizadas, respectivamente, para descrever a mineralização do C e N orgânicos e a disponibilização do N inorgânico, tal como proposto por Stanford & Smith (1972):

$$CO_{fo(min)} = CO_{fo(0)} * (1 - e^{-k_c * t}) \quad (4)$$

$$NO_{(min)} = NO_{(0)} * (1 - e^{-k_{No} * t}) \quad (5)$$

$$N_{inorg(dis)} = N_{inorg(0)} * (1 - e^{-k_{Ni} * t}) \quad (6)$$

em que:

$CO_{fo(min)}$, $NO_{(min)}$ e $N_{inorg(dis)}$ = respectivamente, teor de C e N orgânicos mineralizados e acumulados ($dag\ kg^{-1}$) e de N inorgânico disponibilizado e acumulado em determinado tempo (t) ($mg\ kg^{-1}$);

$CO_{fo(0)}$, $NO_{(0)}$ e $N_{inorg(0)}$ = respectivamente, teor de C orgânico facilmente oxidável e de N orgânico potencialmente mineralizável ($dag\ kg^{-1}$) e de N inorgânico potencialmente disponibilizável ($mg\ kg^{-1}$);

k_c , k_{No} , k_{Ni} = coeficientes de mineralização, respectivamente do C orgânico facilmente oxidável e N orgânico e de disponibilização do N inorgânico (dia^{-1});

t = tempo decorrido após a incubação do material orgânico com o solo (dias).

Os parâmetros ajustados nas equações exponenciais de cinética de reação de primeira ordem ($CO_{fo(0)}$, $NO_{(0)}$ e $N_{inorg(0)}$) e estimativas geradas utilizando-se as equações 4, 5 e 6 foram usados na obtenção das frações mineralizadas, tal como proposto por Stanford & Smith, (1972); Matos et al. (1998); Febre et al. (2002) e Boeira et al. (2002). As frações mineralizadas de CO_{fo} ($FmCO_{fo(Est1)}$ e $FmCO_{fo(Est2)}$), NO ($FmNO_{(Est1)}$ e $FmNO_{(Est2)}$) e disponibilizada de N_{inorg} ($FdN_{inorg(Est1)}$ e $FdN_{inorg(Est2)}$) foram calculadas, utilizando-se as seguintes equações:

$$FmCO_{fo(Est1)} = 100 * CO_{fo(min)} / CO_0 \quad (7)$$

$$FmCO_{fo(Est2)} = 100 * CO_{fo(min)} / CO_{fo(adic)} \quad (8)$$

$$FmNO_{(Est1)} = 100 * NO_{(min)} / NO_0 \quad (9)$$

$$FmNO_{(Est2)} = 100 * NO_{(min)} / NO_{(adic)} \quad (10)$$

$$FdN_{inorg(Est1)} = 100 * N_{inorg(dis)} / N_{inorg(0)} \quad (11)$$

$$FdN_{inorg(Est2)} = 100 * N_{inorg(dis)} / NO_{(adic)} \quad (12)$$

em que $CO_{fo(adic)}$ e $NO_{(adic)}$ = respectivamente, teor de C orgânico facilmente oxidável e N orgânico adicionados ao solo, via resíduo ($dag\ kg^{-1}$).

A utilização de $NO_{(adic)}$ como divisor na equação 12 deveu-se ao fato de que essa variável é que melhor traduz o N inorgânico potencialmente mineralizável. A equação utilizada para obtenção de $FmCO_{fo(Est2)}$ é a mesma utilizada por Martines et al. (2006) e Andrade et al. (2006); os teores de $CO_{fo(adic)}$ e $NO_{(adic)}$ são obtidos da mesma forma como consta no divisor das equações 1 e 2, respectivamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos quadros 3 e 4 estão apresentadas as frações mineralizadas do C orgânico facilmente mineralizável ($FmCO_{fo(O_b)}$) e do N orgânico ($FmNO_{(O_b)}$), além das disponibilizadas de N inorgânico ($FdN_{inorg(O_b)}$), todas calculadas utilizando-se dados brutos obtidos nas análises das amostras solo/resíduos. Verificou-se que, na forma como quantificadas, a $FmCO_{fo(O_b)}$ e $FmNO_{(O_b)}$ indicaram ter havido quase total

Quadro 3. Teor de carbono orgânico facilmente oxidável no solo/resíduo ($CO_{fo(Trat)}$) e solo ($CO_{fo(Cont)}$), e de nitrogênio orgânico no solo/resíduo ($NO_{(Trat)}$) e solo ($NO_{(Cont)}$), após a incorporação ou aplicação superficial, e frações mineralizadas dos resíduos ($FmCO_{fo(Ob)}$), após 360 dias de monitoramento

| Forma de aplicação | Resíduo | $CO_{fo(Trat)}$ | $CO_{fo(Cont)}$ | $CO_{fo(Trat)}$ | $CO_{fo(Cont)}$ | $FmCO_{fo(Ob)}^{(1)}$ |
|--------------------|---------|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------------|
| | | Início | | Final | | |
| | | dag kg ⁻¹ | | | | % |
| Incorporado | EB | 2,20 | 1,95 | 1,95 | 1,99 | 100 |
| | CL | 2,40 | 1,95 | 1,97 | 1,99 | 100 |
| | EG | 2,00 | 1,95 | 1,97 | 1,99 | 100 |
| | LE | 2,13 | 1,95 | 1,95 | 1,99 | 100 |
| | ES | 2,09 | 1,95 | 2,25 | 1,99 | - |
| Superficial | EB | 24,74 | 1,95 | 1,99 | 1,99 | 100 |
| | CL | 30,56 | 1,95 | 2,17 | 1,99 | 99,4 |
| | EG | 5,82 | 1,95 | 1,73 | 1,99 | 100 |
| | LE | 39,29 | 1,95 | 1,93 | 1,99 | 100 |
| | ES | 23,28 | 1,95 | 2,34 | 1,99 | 98,4 |
| Incorporado | | $NO_{(Trat)}$ | $NO_{(Cont)}$ | $NO_{(Trat)}$ | $NO_{(Cont)}$ | $FmNO_{(Ob)}^{(1)}$ |
| | EB | 0,20 | 0,18 | 0,24 | 0,22 | 100 |
| | CL | 0,20 | 0,18 | 0,24 | 0,22 | 100 |
| | EG | 0,19 | 0,18 | 0,24 | 0,22 | 100 |
| | LE | 0,19 | 0,18 | 0,26 | 0,22 | 100 |
| Superficial | EB | 1,46 | 0,18 | 0,28 | 0,22 | 95,9 |
| | CL | 1,04 | 0,18 | 0,31 | 0,22 | 90,4 |
| | EG | 1,00 | 0,18 | 0,26 | 0,22 | 95,4 |
| | LE | 2,85 | 0,18 | 0,25 | 0,22 | 99,1 |
| | ES | 2,06 | 0,18 | 0,27 | 0,22 | 97,8 |

⁽¹⁾ Foram lançados como 100 % todos aqueles superiores a esse valor. EB: esterco de bovinos; CL: composto de lixo urbano; EG: esterco de galinhas poedeiras; LE: lodo de esgoto; e ES: esterco de suínos.

Quadro 4. Teor de nitrogênio orgânico adicionada ao solo ($NO_{(adic)}$) e de nitrogênio inorgânico acumulado no solo/resíduo ($N_{inorg(acum)}$), após a incorporação ou aplicação superficial, e frações disponibilizadas dos resíduos (Res) ($FdN_{inorg(Ob)}$), após 360 dias de monitoramento

| Forma de aplicação | Res | $N_{inorg(acum)}$ | $NO_{(adic)}$ | $FdN_{inorg(Ob)}^{(1)}$ |
|--------------------|-----|---------------------|---------------|-------------------------|
| | | mg kg ⁻¹ | | % |
| Incorporado | EB | 76,51 | 10,33 | 100 |
| | CL | 46,13 | 5,42 | 100 |
| | EG | 67,17 | 3,32 | 100 |
| | LE | 78,53 | 8,04 | 100 |
| | ES | 139,47 | 10,80 | 100 |
| Superficial | EB | 161,92 | 936,2 | 13,3 |
| | CL | 30,73 | 341,3 | 9,0 |
| | EG | 82,38 | 234,8 | 35,9 |
| | LE | 124,34 | 1658,1 | 7,5 |
| | ES | 57,38 | 1535,8 | 3,7 |

⁽¹⁾ Foram lançados como 100 % todos aqueles superiores a esse valor. EB: esterco de bovinos; CL: composto de lixo urbano; EG: esterco de galinhas poedeiras; LE: lodo de esgoto; e ES: esterco de suínos.

mineralização do resíduo orgânico aplicado, tanto quando incorporado como quando foi disposto sobre a superfície do solo. Na forma de cálculo em que se utilizaram dados de N_{inorg} para obtenção da $FdN_{inorg(Ob)}$, notou-se que apenas o resíduo incorporado foi totalmente mineralizado, enquanto no disposto sobre a superfície do solo a mineralização foi baixa. Acreditou-se que isso tenha ocorrido pelo fato de que grande parte do N_{inorg} , produzido com a mineralização do N orgânico adicionado via resíduos ($NO_{(adic)}$), pode ter sido perdido, notadamente por meio de lixiviação, proporcionado por chuvas ocorrentes no período de monitoramento (Quadro 2). Assim, apenas pequeno percentual do N disponibilizado foi detectado no solo, o que repercutiu em baixas $FdN_{inorg(Ob)}$.

Os resultados demonstraram que a combinação da forma de aplicação dos resíduos e da amostragem solo/resíduo contribuiu para obtenção de valores muito diferenciados para a fração mineralizada, proporcionando possíveis superestimativas da mineralização, principalmente no caso de resíduos incorporados ao solo, ou subestimativas nos valores obtidos para resíduos dispostos na superfície do solo.

A obtenção de frações mineralizadas do C orgânico superiores a 100 % pode estar relacionada ao efeito *priming*, provocado pelo aumento da atividade microbiana, em razão da presença de compostos facilmente biodegradáveis na matéria orgânica dos resíduos, que, após sua exaustão, induzem a degradação do CO_{fo} originalmente presente no solo (Terry et al., 1979); ou seja, a adição do resíduo ao solo provocou, além da mineralização do CO_{fo} adicionado, a mineralização de grande parte do C orgânico originalmente presente no solo.

Na aplicação superficial dos resíduos, embora a mesma proporção de N tenha sido aplicada, esse elemento químico posicionou-se de forma concentrada no solo. Assim, como a amostragem foi realizada à profundidade de 0-0,02 m, houve coleta de solo/resíduos em proporções diferentes, ao longo do período de monitoramento. Isso trouxe problemas à qualidade dos dados, tendo em vista que possíveis alterações nos teores podem ter sido mascaradas por alterações nas proporções solo/resíduo.

Nas figuras 1 e 2, estão apresentadas curvas dos teores acumulados de CO_{fo} e NO mineralizados e de N_{inorg} disponibilizados ao longo do tempo de monitoramento, além das curvas obtidas com as equações de cinética de reação de primeira ordem. Verificou-se que as curvas de CO_{fo} e NO obtidas para os resíduos incorporados não apresentaram o mesmo crescimento abrupto no teor mineralizado acumulado, observado quando os resíduos foram dispostos sobre a superfície do solo. Entendeu-se que essas grandes mineralizações acumuladas, observadas aos 30 dias de monitoramento, não estavam associadas a mais intensivas degradações dos resíduos dispostos sobre o solo e, sim, à coleta de uma mistura solo/resíduo e não mais de resíduo puro. Dessa forma, essa maior diluição foi computada como sendo em razão da mineralização do material orgânico, o que proporcionou estimativa de mineralizações irreais.

No quadro 5 estão apresentados os parâmetros ajustados para as equações de cinética de reação de primeira ordem e as frações mineralizadas, calculadas de duas formas diferentes. De forma semelhante ao observado, em relação às frações mineralizadas, calculadas utilizando dados brutos, ao se considerar $CO_{fo(adic)}$ ($FmCO_{fo(Est2)}$) e $NO_{(adic)}$ ($FmNO_{(Est2)}$) e $FdN_{inorg(Est2)}$ como referenciais, foram obtidas degradações completas dos resíduos ao final de 360 dias de monitoramento. Entretanto, ao se tomar o $CO_{fo(0)}$, $NO_{(0)}$ e $N_{inorg(0)}$ como referenciais, que são parâmetros ajustados nas equações de cinética de reação de primeira ordem, a fração mineralizada estimada $FmCO_{fo(Est1)}$ e $FmNO_{(Est1)}$ não é de 100 % nos resíduos incorporados. No que se refere ao N_{inorg} , a fração mineralizada é, no geral, baixa tanto quando a estimativa for feita utilizando-se a equação 11 ($FdN_{inorg(Est1)}$) ou 12 ($FdN_{inorg(Est2)}$), no cálculo das frações mineralizadas. A utilização dos parâmetros ajustados para os potenciais de mineralização ($CO_{fo(0)}$

e $NO_{(0)}$) e de disponibilização ($N_{inorg(0)}$) a serem utilizados como referenciais na estimativa das frações mineralizadas pode não ser boa escolha, tendo em vista que esse ajuste depende do número de interações ocorrentes para que haja convergência e ajuste do modelo matemático. Além disso, os parâmetros alcançados foram quase todos não significativos para os dados obtidos nos tratamentos em que os resíduos foram incorporados, o que é indicativo de sua representatividade limitada nas tendências. Dessa forma, caso se ajuste um potencial de mineralização/disponibilização muito alto, as frações mineralizadas calculadas serão muito baixas, tendo sido esse o caso em questão. As baixas frações mineralizadas obtidas dos resíduos dispostos sobre a superfície do solo podem ser explicadas da mesma forma como apresentado

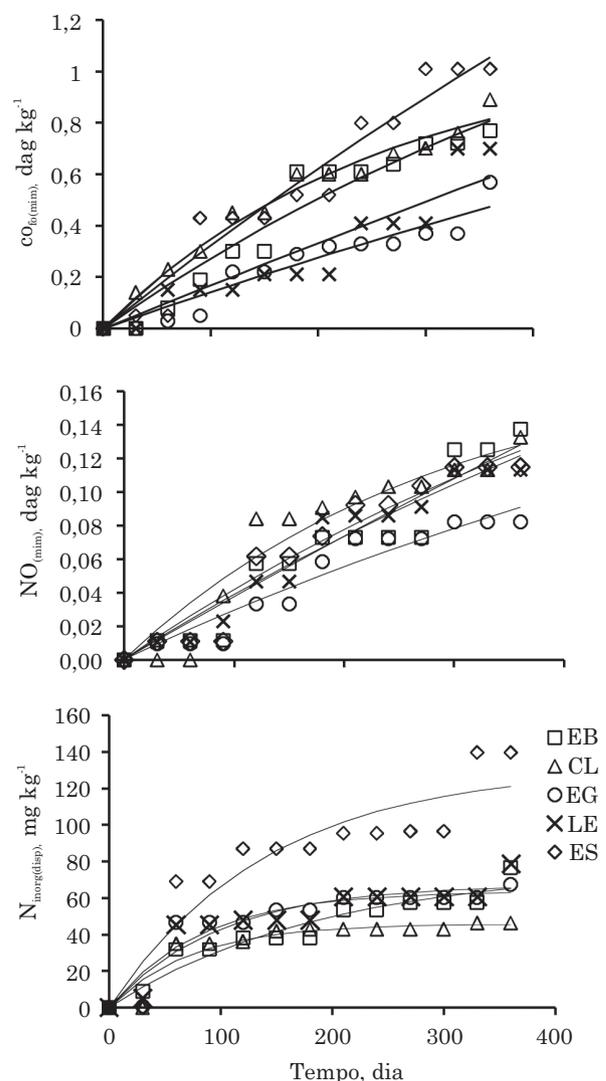


Figura 1. Carbono orgânico facilmente oxidável e nitrogênio orgânico mineralizados, respectivamente $CO_{fo(min)}$ e $NO_{(min)}$, e nitrogênio inorgânico disponibilizado, $N_{inorg(disp)}$, acumulados nas amostras de solo/resíduo, após a incorporação dos diferentes resíduos orgânicos.

anteriormente, ou seja, embora a quantidade de NO adicionada via resíduo tenha sido alta, pequena parte do N_{inorg} foi recuperada nas análises das amostras, o que repercutiu em baixas frações mineralizadas.

Nos resíduos incorporados no solo, os coeficientes de mineralização (k_C) ficaram na faixa de 0,000608 a 0,003869/dia, tendo sido o menor valor obtido para EG e o maior para CL. Nos dispostos superficialmente, ficaram entre 0,047070 e 0,130547/dia, sendo o menor valor obtido no EG e o maior, no LE. O EG, por ser constituído por uma mistura de EG e solo, o que pode ser confirmado pela alta concentração de SFT apresentada no quadro 1, possuía parte considerável de material não degradável, o que fez baixar os valores de k_C . Andrade et al. (2006), em estudo da degradação

de cinco biossólidos, aplicados na dose de 40 Mg ha⁻¹, em experimento com quantificação do CO₂ emanado a partir de misturas de amostras de um LV, obtiveram valores de k_C variando de 0,0209 a 0,0744/dia. Martines et al. (2006) encontraram k_C variando de 0,0924/dia, quando da aplicação do lodo em LVAd típico, na dose de 6 Mg ha⁻¹, a 0,1827/dia, quando a aplicação do lodo ocorreu em Neossolo Quartzarênico órtico típico (RQo), com textura arenosa, na dose de 3 Mg ha⁻¹. Os valores de k_C obtidos por esses autores superaram os alcançados neste trabalho, quando os resíduos foram incorporados ao solo; porém, apresentaram-se na faixa, quando os resíduos foram dispostos superficialmente. No entanto, os valores obtidos neste trabalho, para resíduos incorporados, estão intermediários ou superiores aos citados por Febrer et al. (2002), em estudo da dinâmica de decomposição de resíduos orgânicos misturados com água residuária de suinocultura, durante seis meses de monitoramento, que variaram de 0,000094/dia, em fino de carvão, e 0,00142/dia, em bagaço de cana-de-açúcar.

Os valores de k_{N_0} em resíduos incorporados ficaram na faixa de 0,00441 a 0,003457/dia, tendo o menor valor sido obtido para EB e o maior para CL. Seguiu-se igual tendência observada em relação a k_C , de se obterem maiores coeficientes nos resíduos dispostos superficialmente. Isso decorreu do fato de o ajuste ter sido feito para maior amplitude de valores de concentração, tendo em vista que os teores de CO_{fo} e NO nos resíduos terem sido maiores que as do solo. No caso do k_{N_i} , isso se inverteu, ou seja, os coeficientes de disponibilização foram maiores no resíduo incorporado, em razão de maiores valores de $N_{inorg(0)}$ terem sido ajustados.

Numa avaliação geral dos resultados de fração mineralizada, verificou-se que a maior parte das estimativas indicou que valores próximos ou iguais a 100 % (valores, ainda que superiores, foram considerados iguais a 100 %) foram considerados de mineralização nos resíduos orgânicos avaliados. Valores mais baixos ocorreram nas $FmCO_{fo(Est1)}$ e $FmNO_{(Est1)}$, para resíduos incorporados, e na $FdN_{inorg(Est1)}$ (à exceção das obtidas para LE e EG) e $FdN_{inorg(Est2)}$, para resíduos dispostos à superfície do solo. No primeiro caso, atribuem-se os resultados aos ajustes de parâmetros de potencial mineralizável muito altos em relação à quantidade de CO_{fo} e NO adicionados ao solo, via resíduo. No segundo, os resultados estão associados, além dos ajustes de valores altos para os potenciais de disponibilização, às já comentadas diluições dos teores iniciais de N_{inorg} do resíduo, quando da amostragem solo/resíduo efetuada a 0-0,02 m de profundidade.

Loehr (1984) citou que, no primeiro ano de incubação, são obtidas frações mineralizadas de 50 % para esterco de gado de leite (fresco), valor próximo ao que foi obtido para $FmCO_{fo(Est1)}$, em resíduo incorporado, e a metade do que foi obtido para

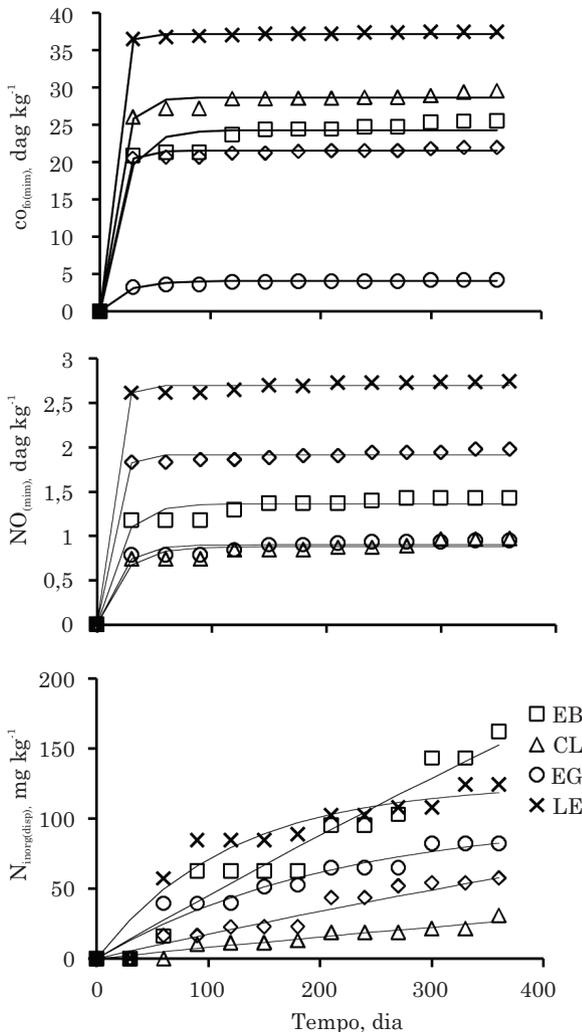


Figura 2. Carbono orgânico facilmente oxidável e nitrogênio orgânico mineralizados, respectivamente $CO_{fo(min)}$ e $NO_{(min)}$, e nitrogênio inorgânico disponibilizado, $N_{inorg(dispo)}$, acumulados nas amostras de solo/resíduo, após a disposição superficial dos diferentes resíduos orgânicos.

FmCO_{fo(Est2)}, FmNO_(Est2), FdN_{inorg(Est2)}, neste trabalho. No caso do resíduo disposto na superfície do solo, os valores de FdN_{inorg(Est1)} e FdN_{inorg(Est2)} ficaram consideravelmente abaixo dos apresentados pelo autor. Em relação EG, o mesmo autor apresentou o valor de 90 %, fração mineralizada consideravelmente superior às estimadas para FmCO_{fo(Est1)} e FmNO_(Est1), para o resíduo incorporado, e para FdN_{inorg(Est2)}, em resíduo

disposto sobre a superfície do solo. A mesma justificativa de ajuste de potenciais de mineralização irrealis para o resíduo incorporado pode ser a principal explicação para essas diferenças. No que se refere aos resultados obtidos, quando o resíduo foi disposto sobre a superfície do solo, a pequena recuperação N_{inorg} disponibilizado com a mineralização do NO adicionado via resíduo é a principal explicação.

Quadro 5. Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem⁽¹⁾ da mineralização do material orgânico, obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico facilmente oxidável (CO_{fo}), de nitrogênio orgânico (NO), e de nitrogênio inorgânico disponibilizados (N_{inorg(disp)}) e nitrogênio orgânico adicionado (NO_(adic)), em solos em que os resíduos (Res) foram incorporados ou aplicados superficialmente e frações mineralizadas (FmCO_{fo(Est)}, FmCO_{fo(Est2)}, FmNO_(Est1), FmNO_(Est2), FdN_{inorg(Est1)} e FdN_{inorg(Est2)}), após 360 dias de monitoramento

| Forma de aplicação | Res | CO _{fo(adic)} | CO _{fo(0)} | k _C | R ² | CO _{fo(min)} | FmCO _{fo(Est1)} ⁽¹⁾ | mCO _{fo(Est2)} ⁽¹⁾ |
|--------------------|-----|------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------|--------------------------|---|---|
| | | dag kg ⁻¹ | | dia ⁻¹ | | dag kg ⁻¹ | % | |
| Incorporado | EB | 0,25 | 1,8522 ^{ns} | 0,001587 ^{ns} | 0,940 | 0,806 | 43,5 | 100 |
| | CL | 0,45 | 1,0817 ^{***} | 0,003869 ^{***} | 0,971 | 0,813 | 75,1 | 100 |
| | EG | 0,05 | 2,4120 ^{ns} | 0,000608 ^{ns} | 0,911 | 0,474 | 19,7 | 100 |
| | LE | 0,18 | 6,7203 ^{ns} | 0,000254 ^{ns} | 0,867 | 0,587 | 8,7 | 100 |
| | ES | 0,14 | 4,3773 ^{ns} | 0,000765 ^{ns} | 0,946 | 1,054 | 24,1 | 100 |
| Superficial | EB | 22,79 | 24,2590 ^{***} | 0,055625 ^{***} | 0,967 | 24,259 | 100,0 | 100 |
| | CL | 28,61 | 28,5936 ^{***} | 0,077140 ^{***} | 0,993 | 28,594 | 100,0 | 99,9 |
| | EG | 3,87 | 4,0245 ^{***} | 0,047070 ^{***} | 0,981 | 4,025 | 100,0 | 100 |
| | LE | 37,34 | 37,1829 ^{***} | 0,130547 ^{***} | 0,999 | 37,183 | 100,0 | 99,6 |
| | ES | 21,33 | 21,4915 ^{***} | 0,100469 ^{***} | 0,997 | 21,492 | 100,0 | 100 |
| Incorporado | | NO _(adic) | NO ₍₀₎ | k _{NO} | R ² | NO _(min) | FmNO _(Est1) ⁽¹⁾ | FmNO _(Est2) ⁽¹⁾ |
| | EB | 0,012 | 0,8707 ^{ns} | 0,000441 ^{ns} | 0,918 | 0,128 | 14,7 | 100 |
| | CL | 0,011 | 0,1798 ^{ns} | 0,003457 ^o | 0,909 | 0,128 | 71,1 | 100 |
| | EG | 0,010 | 0,2569 ^{ns} | 0,001210 ^{ns} | 0,930 | 0,094 | 36,6 | 100 |
| | LE | 0,011 | 0,3711 ^{ns} | 0,001104 ^{ns} | 0,954 | 0,122 | 32,8 | 100 |
| Superficial | ES | 0,011 | 0,2942 ^{ns} | 0,001532 ^{ns} | 0,940 | 0,125 | 42,4 | 100 |
| | EB | 1,27 | 1,3622 ^{***} | 0,054874 ^{***} | 0,956 | 1,362 | 100 | 100 |
| | CL | 0,85 | 0,8783 ^{***} | 0,047983 ^{**} | 0,927 | 0,878 | 100 | 100 |
| | EG | 0,82 | 0,8988 ^{***} | 0,057901 ^{***} | 0,959 | 0,899 | 100 | 100 |
| | LE | 2,66 | 2,6952 ^{***} | 0,116026 ^{***} | 0,997 | 2,695 | 100 | 100 |
| | ES | 1,88 | 1,9144 ^{***} | 0,101349 ^{***} | 0,993 | 1,914 | 100 | 100 |
| Incorporado | | NO _(adic) | N _{inorg(0)} | k _{Ni} | R ² | N _{inorg(disp)} | FdN _{inorg(Est1)} ⁽¹⁾ | FdN _{inorg(Est2)} ⁽¹⁾ |
| | | mg kg ⁻¹ | | dia ⁻¹ | | mg kg ⁻¹ | % | |
| | EB | 10,33 | 76,8462 ^{***} | 0,005216 ^{***} | 0,922 | 65,09 | 84,7 | 100 |
| | CL | 5,42 | 45,5921 ^{***} | 0,013731 ^{***} | 0,887 | 45,27 | 99,3 | 100 |
| | EG | 3,32 | 63,5571 ^{***} | 0,012205 ^{***} | 0,894 | 62,77 | 98,8 | 100 |
| Superficial | LE | 10,35 | 67,0566 ^{***} | 0,010208 ^{***} | 0,881 | 65,36 | 97,5 | 100 |
| | ES | 10,80 | 131,3670 ^{***} | 0,007064 ^{***} | 0,859 | 121,04 | 92,1 | 100 |
| | EB | 936,2 | 943,1196 ^{ns} | 0,000490 ^{ns} | 0,949 | 152,51 | 16,2 | 16,3 |
| | CL | 341,3 | 120,0903 ^{ns} | 0,000691 ^{ns} | 0,921 | 26,45 | 22,0 | 7,7 |
| | EG | 234,8 | 101,0774 ^{***} | 0,004678 ^{**} | 0,938 | 82,31 | 81,4 | 35,1 |
| | LE | 1658,1 | 124,3315 ^{***} | 0,008400 ^{***} | 0,935 | 118,29 | 95,1 | 7,1 |
| | ES | 1535,8 | 260,1114 ^{ns} | 0,000701 ^{ns} | 0,949 | 57,94 | 22,2 | 3,7 |

⁽¹⁾ Foram lançados como 100 % todos aqueles superiores a esse valor. EB: esterco de bovinos; CL: composto de lixo urbano; EG: esterco de galinhas poedeiras; LE: lodo de esgoto; e ES: esterco de suínos. ^{ns}, ^{***}, ^{**}, ^{*}: não significativo e significativo a 0,1; 1 e 5 %, respectivamente.

Para o cálculo do N disponível (N_{disp}) em lodo de esgoto digerido anaerobiamente, tal como o utilizado neste trabalho, a fração mineralizada a ser utilizada nos cálculos da dose para aplicação no solo é de 20 %, conforme estabelecido na Resolução Conama n° 375/2006 (Brasil, 2006). Considerando as duas formas de estimativa da fração mineralizada, tanto para CO_{fo} como NO, e as duas formas de aplicação do LE, verificou-se que todo o resíduo foi mineralizado no primeiro ano após sua disposição no solo. No que se refere ao N_{inorg} , apenas para o resíduo disposto em superfície e quando a estimativa da fração mineralizada utilizou o $\text{NO}_{(\text{adic})}$

como referencial, ou seja, o cálculo da $\text{FmN}_{\text{inorg}(\text{Est}2)}$ proporcionou a obtenção de um valor de fração mineralizada inferior aos 20 %, valor preconizado nessa Resolução. Frações mineralizadas de lodos de esgoto acima de 30 % também foram encontradas por Boeira et al. (2002). Os resultados alcançados neste trabalho dão, por essa razão, indicativos de que os valores de fração mineralizada apresentados na Resolução Conama n° 375/2006 podem estar abaixo do real, para o campo, o que levará ao cálculo de doses de aplicação de lodo, superiores às adequadas para atendimento das necessidades da cultura.

Quadro 6. Frações mineralizadas⁽¹⁾, estimadas após ajustes de equações de cinética de primeira ordem, de CO_{fo} ($\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}1)}$ e $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}2)}$), NO ($\text{FmNO}_{(\text{Est}1)}$ e $\text{FmNO}_{(\text{Est}2)}$) e N_{inorg} ($\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}1)}$ e $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}2)}$), nos primeiros 120 dias de mineralização do material orgânico, em solos em que os resíduos (Res) foram incorporados (Inc) ou dispostos superficialmente (Sup)

| Res | FA ⁽¹⁾ | Tempo de mineralização (dia) | | | | | | | |
|------|-------------------|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | 30 | | 60 | | 90 | | 120 | |
| | | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}1)}$ | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}2)}$ | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}1)}$ | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}2)}$ | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}1)}$ | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}2)}$ | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}1)}$ | $\text{FmCO}_{\text{fo}(\text{Est}2)}$ |
| %(2) | | | | | | | | | |
| EB | Inc | 4,6 | 34,4 | 9,1 | 67,3 | 13,3 | 98,8 | 17,3 | 100 |
| | Sup | 81,2 | 86,4 | 96,4 | 100 | 99,3 | 100 | 99,9 | 100 |
| CL | Inc | 11,0 | 26,3 | 21,2 | 50,9 | 28,7 | 68,9 | 37,2 | 89,3 |
| | Sup | 90,1 | 90,1 | 99,0 | 99,0 | 99,9 | 99,8 | 100 | 100 |
| EG | Inc | 1,9 | 92,0 | 3,6 | 100 | 5,3 | 100 | 7,1 | 100 |
| | Sup | 75,6 | 78,7 | 94,1 | 97,8 | 98,6 | 100 | 99,7 | 100 |
| LE | Inc | 0,8 | 28,3 | 1,5 | 56,7 | 2,3 | 84,4 | 3,0 | 100 |
| | Sup | 98,0 | 97,6 | 100 | 99,5 | 100 | 99,6 | 100 | 99,6 |
| ES | Inc | 2,3 | 70,9 | 4,5 | 100 | 6,7 | 100 | 8,8 | 100 |
| | Sup | 95,1 | 95,8 | 99,8 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| | | $\text{FmNO}_{(\text{Est}1)}$ | $\text{FmNO}_{(\text{Est}2)}$ | $\text{FmNO}_{(\text{Est}1)}$ | $\text{FmNO}_{(\text{Est}2)}$ | $\text{FmNO}_{(\text{Est}1)}$ | $\text{FmNO}_{(\text{Est}2)}$ | $\text{FmNO}_{(\text{Est}1)}$ | $\text{FmNO}_{(\text{Est}2)}$ |
| EB | Inc | 1,3 | 94,0 | 2,5 | 100 | 3,9 | 100 | 5,2 | 100 |
| | Sup | 74,1 | 79,5 | 96,3 | 100 | 99,3 | 100 | 100 | 100 |
| CL | Inc | 10,0 | 100 | 18,9 | 100 | 26,7 | 100 | 33,9 | 100 |
| | Sup | 76,2 | 78,8 | 94,3 | 97,5 | 98,6 | 100 | 99,7 | 100 |
| EG | Inc | 3,5 | 95,8 | 6,6 | 100 | 10,5 | 100 | 13,6 | 100 |
| | Sup | 82,4 | 90,4 | 96,9 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| LE | Inc | 3,2 | 100 | 6,5 | 100 | 9,4 | 100 | 12,4 | 100 |
| | Sup | 97,0 | 98,3 | 99,9 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| ES | Inc | 4,4 | 100 | 8,8 | 100 | 12,9 | 100 | 16,7 | 100 |
| | Sup | 95,2 | 97,0 | 99,8 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| | | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}1)}$ | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}2)}$ | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}1)}$ | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}2)}$ | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}1)}$ | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}2)}$ | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}1)}$ | $\text{FdN}_{\text{inorg}(\text{Est}2)}$ |
| EB | Inc | 14,5 | 100 | 26,9 | 100 | 37,5 | 100 | 46,5 | 100 |
| | Sup | 1,5 | 1,5 | 2,9 | 2,9 | 4,3 | 4,3 | 5,7 | 5,8 |
| CL | Inc | 33,8 | 100 | 56,1 | 100 | 70,9 | 100 | 87,3 | 100 |
| | Sup | 2,1 | 0,7 | 4,1 | 1,4 | 6,0 | 2,1 | 8,8 | 2,8 |
| EG | Inc | 30,7 | 100 | 51,9 | 100 | 66,7 | 100 | 84,0 | 100 |
| | Sup | 13,1 | 5,6 | 24,5 | 10,5 | 34,4 | 14,8 | 42,9 | 18,5 |
| LE | Inc | 26,4 | 100 | 45,8 | 100 | 60,1 | 100 | 70,6 | 100 |
| | Sup | 22,3 | 1,7 | 39,6 | 3,0 | 53,1 | 4,0 | 63,6 | 4,8 |
| ES | Inc | 19,1 | 100 | 34,5 | 100 | 47,0 | 100 | 57,2 | 100 |
| | Sup | 1,8 | 0,3 | 3,5 | 0,6 | 5,2 | 0,9 | 6,8 | 1,1 |

⁽¹⁾ Forma de aplicação do resíduo; ⁽²⁾ Foram lançados como 100 % todos aqueles superiores a esse valor. EB: esterco de bovinos; CL: composto de lixo urbano; EG: esterco de galinhas poedeiras; LE: lodo de esgoto; e ES: esterco de suínos.

Considerando-se que maiores taxas de mineralização dos resíduos ocorreram nos primeiros quatro meses de sua disposição no solo, no quadro 6 estão apresentados os valores de fração mineralizada estimada para os resíduos, em períodos de tempo de 30, 60, 90 e 120 dias de incubação.

Pires et al. (2002) e Santos et al. (2002), em estudos com doses de biossólidos digeridos anaerobiamente, incorporados a um solo de textura média e incubados por 70 dias, obtiveram frações mineralizadas de 12,4 e 24,9 %, respectivamente. Neste trabalho, aos 60 dias de incorporação do LE, foi obtido um valor de 1,5 % para a $FmCO_{fo(Est1)}$ e de 56,7 %, para a $FmCO_{fo(Est2)}$. Andrade et al. (2006), estudando a cinética de mineralização de lodos de esgoto em 70 dias de incubação em LV, em dose correspondente a 40 Mg ha⁻¹ e com relação C/N nos resíduos inferiores a 12, encontraram frações mineralizadas entre 7 e 22 %. Esses autores relataram que as baixas frações mineralizadas no lodo de esgoto são decorrentes da presença de grande quantidade de matéria orgânica recalcitrante, por ter sido submetida, previamente, a processo biológico de estabilização do material orgânico na estação de tratamento de esgoto.

Os valores médios da fração mineralizada encontrados por Martines et al. (2006), em trabalho sobre mineralização do C orgânico em solos tratados com lodo de curtiembre, variaram de 68 a 82 %, em 105 dias de incubação da mistura solo-resíduo. Neste trabalho, as $FmCO_{fo(Est1)}$ e $FmCO_{fo(Est2)}$, aos 90 dias de incorporação dos resíduos, foram, respectivamente, de 2,3 e 84,4 %. Esses resultados são indicativos de que o método de estimativa 2 da fração mineralizada do CO_{fo} ($FmCO_{fo(Est2)}$) está muito mais próximo do real.

As $FmNO_{(Est2)}$ calculadas para 30 dias, a partir dos dados deste trabalho (Quadro 6), de 94,0 % (EB), 100 % (CL), 95,8 % (EG) e 100 % (ES), a não ser no que se refere ao CL incorporado no solo, estão superiores às encontradas por Vanegas Chacón (2006), que foram de 26,34 % (EB), 110,4 % (CL), 25,8 % (EG) e 11,7 % (ES), em estudo sobre decomposição e mineralização de resíduos agroindustriais e urbanos em condições de laboratório e período de incubação de 30 dias, misturados em LVAd.

Weiler et al. (2007) verificaram que, após 95 dias, aproximadamente 39 % do NO aplicado via dejetos de suínos foram mineralizados com a incorporação no solo e, neste trabalho, estimou-se que, em 90 dias de incubação do ES, houve mineralização de 100 % do NO do ES, enquanto, em uma estimativa da $FmNO_{(Est1)}$, esse valor foi de 12,9 %. Os mesmos autores obtiveram mineralização de 32 %, quando os dejetos foram aplicados sobre a superfície do solo, enquanto, neste trabalho, em ambas as formas de estimativa da fração mineralizada, houve total mineralização do NO do resíduo. Pereira (2013), em trabalho sobre a mineralização do CO e NO dos resíduos da pupunheira, incorporados e dispostos sobre o solo, em campo e laboratório, estimou frações mineralizadas

médias, obtidas pelo ajuste do modelo cinético de reação de primeira ordem, de 97 % para os resíduos incorporados e de 65 % para os dispostos sobre o solo, aos 28 dias de incubação em campo. Boeira et al. (2002) estimaram uma fração mineralizada entre 20 e 38 % (média de 31 %), em trabalho sobre mineralização de NO em solo tropical receptor de lodo de esgoto, em período de monitoramento de 105 dias, em ambiente controlado. Neste trabalho, em 90 dias de incubação, a $FmNO_{(Est1)}$ foi de 9,4 % e a de $FmNO_{(Est2)}$, de 100 %, ficando evidente a subestimativa proporcionada pela primeira e, possível, superestimativa pela segunda forma de se calcular a fração mineralizada desse resíduo. O ajuste de relativamente altos potenciais de mineralização ($NO_{(0)}$) e as baixas concentrações calculadas de $NO_{(adic)}$ foram as razões para o ocorrido.

Grande parte dos estudos relacionados à determinação de frações mineralizadas de resíduos orgânicos foi feita sob condições controladas de temperatura e conteúdo de água, o que conduz a resultados diferentes dos obtidos em condições em que muitas variáveis não são controladas. Um desses fatores foi a ampla variação nos índices de precipitação de chuva (Quadro 2) e, conseqüentemente, dos conteúdos de água no solo, durante o período de condução do experimento. Acredita-se, no entanto, que a concentração de N_{inorg} e, conseqüentemente de NO, sejam as variáveis mais alteradas em razão de variações climáticas, notadamente precipitação de chuva, tendo em vista a previsível ocorrência de lixiviação das formas minerais do N no solo. Por essa razão, analisando-se os dados, recomenda-se que o monitoramento dos teores de CO_{fo} em vez de NO ou N_{inorg} continua sendo o que proporciona estimativas mais confiáveis de fração mineralizada dos resíduos. Além disso, sugere-se que sejam efetuadas análises mais frequentes no início do período de incubação dos resíduos no solo, tendo em vista que mais intensiva mineralização do material ocorre no primeiro mês, período em que estão disponíveis componentes de mais fácil degradação (Bayala et al., 2004; Khalil et al., 2005; Torres et al., 2005; Dossa et al., 2008; Barreto et al., 2010).

Considerando-se que é de consenso que o modelo de reação de primeira ordem é o mais adequado para modelar matematicamente a cinética da degradação de materiais orgânicos, esse deve ser utilizado nas estimativas do teor de $CO_{fo(min)}$; entretanto, verifica-se ganho na confiabilidade das estimativas da fração mineralizada, quando se utilizam os teores adicionados como referência, em vez do parâmetro potencial mineralizável ($CO_{fo(0)}$).

CONCLUSÕES

1. Estimativas das frações mineralizadas em resíduos dispostos superficialmente estão mais sujeitas a erros que as obtidas para aqueles incorporados no

solo, em razão das diferentes proporções resíduo/solo coletadas durante o período de amostragem do material, o que altera sobremaneira os resultados.

2. Os teores de N_{inorg} e, conseqüentemente, de NO estão sujeitos à forte influência de variações climáticas, notadamente precipitação de chuva e, por essa razão, geraram estimativas pouco confiáveis de fração mineralizada dos resíduos orgânicos estudados. Recomenda-se, por esse motivo que, para obtenção de mais confiáveis frações mineralizadas, sejam monitoradas os teores de CO_{fo} no solo/resíduo.

3. As frações mineralizadas de CO_{fo} e NO, estimadas considerando-se o $CO_{fo(adic)}$ ou o $NO_{(adic)}$, foram, após 120 dias de incubação do resíduo, superiores a 89,3 %, sejam nos resíduos incorporados ou sejam nos dispostos superficialmente.

LITERATURA CITADA

- ABREU JÚNIOR, C.H.; BOARETO, A.N.; MURAOKA, T. & KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M. & SILVA, A.P., eds., Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v.4., p.391-470.
- ANDRADE, C.A.; OLIVEIRA, C. & CERRI, C.C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. *Bragantia*, 65:659-668, 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR-10664. Rio de Janeiro, 1989. 7p.
- BAYALA, J.; MANDO, A.; TEKLEHAIMANOT, Z. & OUEDRAOGO, S.J. Nutrient release from decomposing leaf mulches of karité (*Vitellaria paradoxa*) and néré (*Parkia biglobosa*) under semi-arid conditions in Burkina Faso, West Africa. *Soil Biol. Biochem.*, 37:533-539, 2004.
- BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; ALVES, B.J.R. & FONSECA, S. Mineralização de nitrogênio e carbono em solos sob plantações de eucalipto em uma sequência de idades. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:735-745, 2010.
- BARROS, F.M.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A.T.; NEVES, J.C.L. & SILVA, D.D. Parametrização de modelos de mineralização do nitrogênio orgânico em solo tratado com água residuária da suinocultura. *Ambi-Água*, 5:99-110, 2010.
- BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V. & DYNIA, J.F.D. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 37:1639-1647, 2002.
- BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; MAXIMILIANO, V.C.B. & PIRES, A.M.M. Determinação da fração de mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto aplicados em solo agrícola., Jaguariúna, Embrapa-Meio Ambiente, 2011. 5p. (Circular Técnica, 20)
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto, 2006. Diário Oficial da União. Poder Executivo, Brasília, 30 ago. 2006. Seção 1. p.141.
- DIAS, B.O. Caracterização da matéria orgânica de Latossolo sob aplicação continuada de lodo de esgoto. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2005. 68p. (Dissertação de Mestrado)
- DOSSA, E.L.; KHOUMA, M.; DIEDHIOU, I.; SENE, M.; KIZITO, F.; BADIANE, A.N.; SAMBA, S.A.N. & DICK, R.P. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. *Geoderma*, 148:251-260, 2008.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.
- FEBRER; M.C.A.; MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N. & COSTA, L.M. Dinâmica da decomposição mesofílica de resíduos orgânicos misturados com águas residuárias da suinocultura. *Eng. Agríc*, 10:1-4, 2002.
- KHALIL, M.I.; HOSSAINA, M.B. & SCHMIDHALTERB, U. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biol. Biochem.*, 37:1507-1518, 2005.
- LOEHR, R.C. Pollution control for agriculture. New York, Academic Press, 1984. 467p.
- MARTINES, A.M.; ANDRADE, C.A. & CARDOSO, E.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:1149-1155, 2006.
- MATOS, A.T.; VIDIGAL S.M.; SEDIYAMA, M.A.N.; GARCIA, N.C.P. & RIBEIRO, M.F. Compostagem de alguns resíduos orgânicos utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio. *R. Bras. Eng. Agríc. Amb.*, 2:199-203, 1998.
- MATOS, A.T. Poluição ambiental: Impactos no meio físico. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2010. 260p.
- MATOS, A.T. Qualidade do meio físico ambiental: Práticas de laboratório. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2012. 150p.
- MENDONÇA, E.S. & MATOS, E.S. Matéria orgânica do solo: métodos de análises. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 77p.
- PAULA, J.R. Mineralização de resíduos orgânicos no solo em condição de campo. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2012. 90p. (Tese de Doutorado)
- PEREIRA, J.M. Predição do índice de mineralização do nitrogênio em solos através da comparação de modelos não lineares. In: SEAGRO, 10., Lavras, 2003. Anais... Lavras, 2003.
- PEREIRA, M.S. Mineralização do resíduo da pupunheira em condições de campo e laboratório. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2013. 78p. (Dissertação de Mestrado)

- PIRES, A.M.M.; ANDRADE, C.A. & MATTIAZZO, M.E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um Latossolo tratado com biossólido incorporado ou em superfície (*compact disc*). In: FERTBIO, Rio de Janeiro, 2002. Anais... Rio de Janeiro, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. CD-ROM
- PIRES, A.M.M. & MATTIAZZO, M.M. Avaliação da viabilidade do uso de resíduos na agricultura. Jaguariúna, Embrapa-Meio Ambiente, 2008. 09p. (Circular Técnica, 19)
- RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T. & ALVAREZ V., V.H., eds. Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes para o Estado de Minas Gerais. 5ª aproximação. Viçosa, MG, CFSEMG, 1999. 359p.
- SANTOS, D.S.; ANDRADE, C.A. & MATTIAZZO, M.E. Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo (*compact disc*). In: FERTBIO, Rio de Janeiro, 2002. Anais... Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002. CD-ROM
- SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; OLIVEIRA, J.B.; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F. & CUNHA, T.J.F., eds. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa-Solos, 2006. 396p.
- STANFORD, G. & SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potential of soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 36:465-471, 1972.
- TERRY, R.E.; NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43:494-499, 1979.
- TORRES, J.L.R.; PEREIRA, M.G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J.C. & FABIAN, A.J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:609-618, 2005.
- VANEGAS CHACÓN, E.A. Caracterização, decomposição e biodisponibilidade de nitrogênio e fósforo de materiais orgânicos de origem e vegetal. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2006. 143p. (Tese de Doutorado)
- WEILER, D.A.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; SANTOS, G.F.; SCHMALZ, C.R.; DALAZEN, G.; LONGHI, R. & OLIVO, J. Avaliação do potencial de nitrificação e mineralização do nitrogênio de dejetos suínos no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., Gramado, 2007. Anais... Viçosa, MG, 2007. CD-ROM